

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ENTOMOLOOGIA ÕPPETOOL

Ingrid Talgre
**KARJATAMISE MÕJU PUTUKATE VALMIKUEELSELE
SUREMUSELE**
Magistritöö

Juhendaja: PhD Anu Tiitsaar

Tartu 2015

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Kirjanduse ülevaade.....	6
1.1 Karjatamise mõju liblikatele	6
1.2 Karjatamise kaudne mõju liblikatele	8
1.3 Loopealsed.....	10
2. Materjal ja meetodid	14
2.1 Uurimisalad	14
2.2 Eksperiment	15
2.3 Andmeanalüüs	17
3. Tulemused	18
4. Arutelu	23
4.1 Majandamise soovitused	25
Kokkuvõte	28
Summary	29
Tänuavaldused.....	30
Kasutatud kirjandus.....	31

Sissejuhatus

Euroopas on viimase sajandi jooksul toimunud põllumajanduses ulatuslikud muutused (Nilsson *et al*, 2013). Bioloogilise mitmekesisuse seisukohast on väärtuslikud alad vähenenud ja muutunud isoleerituks (Oates, 1995). Paljud liigirikkad süsteemid, nagu looduslikud ning poollooduslikud rohumaad, mis on loodud inimtegevuse tulemusena traditsioonilise põllumajanduse käigus (MacDonald *et al*, 2000; Plieninger *et al*, 2006), on märkimisväärselt vähenevad ühelt poolt põllumajanduse intensiivistumise ning teiselt poolt ajaloolisest maakasutusest (nt karjatamine) loobumise tõttu (Krebs *et al*, 1999; Benton *et al*, 2003; Plieninger *et al*, 2006; Helm, 2009; Stoate *et al*, 2009; van Swaay *et al*, 2010). Elupaikade kadumise, pindalalise vähenemise ja nende kvaliteedi halvenemise tõttu väheneb paljude liikide arv (Ewers & Didham, 2006). Elupaiga pindala kadumise mõju liigirikkusele on palju uuritud. Näiteks Peco *et al* (2006) tulemustest selgus, et karjatamise lõppedes kaob kuni 60% rohumaataimeliikidest. Just elupaikade kadumise arvele pannakse päevaliblikate arvukuse ning liigirikkuse langus (van Swaay, 2002; van Swaay & Warren, 2006; van Swaay *et al*, 2006, 2010).

Lisaks karjatamise puudumisele ohustab poollooduslikke kooslusi põllumajanduse intensiivistumine ning selle kaasnähtusena ülekarjatamine, millega kaasneb kariloomade poolt eelistatud taimede ärasöömine, niidukamara tallamine ning koosluse ülemäärane väetamine (Morris, 2000; Vickery *et al*, 2001; Pärtel, 2004; Öckinger *et al*, 2006). Ülekarjatamise tõttu hakkavad vähenema nii soontaimede (Eriksson & Rosén, 2008) kui ka selgrootute liigirikkus (Morris, 2000; Vickery *et al*, 2001; Pöyry *et al*, 2004). Kahjude ulatus on seotud karjatamiskoormusega (Morris, 2000). Vastupidiselt elupaikade mahajätmisele on intensiivse karjatamise mõjusid elustikule oluliselt vähem uuritud (Völkl *et al*, 1993; Carvell, 2002; Steffan-Dewenter & Leschke, 2003).

Üheks hästi uuritud taksonirühmaks on liblikad ning nende hulgas eriti just päevaliblikad ning kireslased. Siiski on senised karjatamisseoselised uuringud keskendunud muutustele valmikute arvukuses ja seda seostatakse muutustega taimestiku struktuuris või toidu kättesaadavuses. Samas vastsete elupaiga nõudeid on uuritud kaudselt (Kruess & Tschardtke, 2002b; Pöyry *et al*, 2006; Wallis De Vries *et al*, 2007). Väheliikuvad eluetapid võivad siiski olla palju kaitsetumad niitmisele ja karjatamisele. Selleks, et muuta liblikate kaitset paremaks,

on tegelikud andmed majandamise mõjudest noorjärkudele seetõttu äärmiselt vajalikud (Thomas *et al*, 2011; van Noordwijk *et al*, 2012).

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli hinnata, kuidas mõjutab karjatamine liblika liikumatute noorjärkude suremust. Selleks uuriti nukkude ellujäämist karjatatavatel ning mahajäetud loopealsetel. Saadud andmete põhjal anda soovitusel loopealsete majandamiseks, tagamaks liblikaliste soodne seisund nendes elupaikades.

1. Kirjanduse ülevaade

1.1 Karjatamise mõju liblikatele

Poollooduslikel rohumaadel on karjatamine oluline majandamisviis liigirikkuse kaitseks (Ostermann, 1998; Willems, 2001). Karjatamise mõju taimede liigirikkusele on erinev: kirjandusest leiab nii positiivseid kui negatiivseid mõjusid (Olf & Ritchie, 1998). Suurte kariloomade mõju lüljalgsete mitmekesisusele on varieeruv: on uuringuid, kus on negatiivsed mõjud (Kruess & Tschardtke, 2002a, b; Pöyry *et al*, 2004), positiivsed (Joern, 2005; Woodcock & Pywell, 2009), või mõju lüljalgsetele ei ole (Bestelmeyer & Wiens, 2001; Hofmann & Mason, 2006). Siinjuures on karjatamise intensiivsus ja sagedus väga olulised (Dostálek & Frantík, 2008). Traditsioonilist madala intensiivsusega karjatamist peetakse oluliseks bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel (Török *et al*, 2014). Üldiselt on tänapäeval haruldased laiaulatuslikud, traditsioonilised karjatamised (Poschlod & Wallis De Vries, 2002).

Karjatamist iseloomustavad pigem väikesed, suletud karjamaad, mis kannatavad suure karjatamiskoormuse all (Kruess & Tschardtke, 2002b; Saarinen & Jantunen, 2005; Pöyry *et al*, 2006), ning paljudele liblikatele on intensiivne karjatamine kahjulik (Dolek & Geyer, 1997; Wallis De Vries *et al*, 2002), mõjutades nii loomakoosluste liigilist koosseisu kui ka struktuuri (Wallis De Vries *et al*, 2007). van Noordwijk *et al* (2012) leidsid, et vastsete suremust mõjutavad nende elupaigad ning seal karjatavad herbivoorid. Samuti on karjatamise mõju erinevatele putuka/liblika liikidele seotud suurel määral karjatamise ajastatusega ning liikide fenoloogiaga (van Noordwijk *et al*, 2012), sõltudes sellest, mil määral nad suudavad lahkuda ebasobivatest tingimustest (sõltub nende liikuvusest) (Dennis *et al*, 1998). Putukate munad ja vastsed on vähemliikuvamad kui valmikud (Bourn & Thomas, 2002) ja seega palju kaitsetumad, kuna nad ei saa põgeneda (ajutiselt) ebasoodsatest tingimustest (Dennis *et al*, 1998).

Sjödin *et al* (2008) uuringust selgus, et liblikate liigiline koosseis sõltub taimestiku kõrgusest. Sellest järeldub, et mõned liigid eelistavad kõrgemat taimestikku, samas teised jällegi madalamat taimestikku. Varasemad uuringud on näidanud, et mõned liblikad (näiteks sinilibliklased (*Lycaenidae*)) eelistavad hiljuti karjatatud alasid, samas teised on seotud kõrge

taimestikuga (Balmer & Erhardt, 2000). Samas nt Kruess & Tschardt (2002b) uuring näitas, et liblikate mitmekesisus üldiselt suureneb taimestiku kõrguse kasvades.

Karjatamine on selektiivne, mõjutades erinevalt kariloomadele meelepäraseid ja vähemsöödavaid taimi. Kõik need omadused sõltuvad sellest, milliseid kariloomi kasutatakse (liik, tõug) (Morris, 2000). Näiteks, veised ja lambad tavaliselt ei söö okkalisi ning puitunud taimi. See võib kaasa tuua nende liikide arvukuse suurenemise ja väheneb kariloomadele meelepäraste liikide arvukus (Hayes & Holl, 2003). Lisaks suurendavad kariloomade tallamine ja ülekarjatamine selliste liikide arvukust, mis suudavad taluda neid häiringuid, kuid vähendab liikide arvukust, kes on tallamisele tundlikumad (Belsky & Blumenthal, 1997). Loucogarray *et al* (2004) uuringutest selgus, et nii hobused kui veised sõid taimi selektiivselt ning muutsid taimestiku mosaiikseks. Seda on leitud ka varasemates taimekoosluste uuringutes, kus on karjatatud veistega (Wallis De Vries & Daleboudt, 1994) ning lammastega (Berg *et al*, 1997). Suured herbivoorid neelavad tahtmatult alla ka lüljalgseid, kes on söödava heina peal (Ben-Ari & Inbar, 2013). Sellise tahtmatu kiskluse tagajärjel võib väheneda lüljalgsete arvukus (Bonal & Muñoz, 2007; van Noordwijk *et al*, 2012; van Klink *et al*, 2014).

Üldiselt on erinevate kariloomade mõjusid lüljalgsetele vähe uuritud. Enamik eksperimentaalseid töid selgrootutega on uuritud lammastega karjatatavatel aladel (Morris, 2000). van Noordwijk *et al* (2012) uuringus näidati, kuidas intentsiivne karjatamine lammastega kahjustab talveunes olevaid tähnik-vörkliblika (*Melitaea cinxia*) röövikuid. Ellujäämine kõrge intensiivsusega karjatatavatel aladel oli umbes 50% väiksem kui karjatamata aladel.

Wallis De Vries *et al* (2007) uuringust ei selgunud traditsiooniliste tõugude positiivset mõju loomade liigirikkusele. Nad leidsid, et kariloomade tõu mõju putukate arvukusele ja liigirikkusele on tühine võrreldes karjatamise intensiivsuse mõjudega, ning erinevused tõukarjakasvatuse vahel võivad tekkida siis, kui seal on suuremad erinevused tõu suuruse ja füsioloogia vahel.

Madala intensiivsusega karjatamine ja/või uuesti kasutusele võtmine on muutunud oluliseks nii rohumaade kaitsmisel kui ka majandamisel Euroopas (Rook *et al*, 2004; Ausden *et al*,

2005). Paljudes uurimistöodes (Balmer & Erhardt, 2000; Wallis De Vries & Raemakers, 2001) on leitud, et liblikate jaoks on tõenäoliselt parim variant vahelduv karjatamine, kus karjamaa erinevad osad on mõõdukalt karjatatud erinevatel aegadel, luues sellega mosaiiksed ja dünaamilised suktessioonietapid. Samas on paljudes Euroopa riikides intensiivset karjatamist peetud kõige sobivamaks soontaimede mitmekesisuse säilitamisel ja taastamisel (Jutila, 1997). Ulatuslike rohumaade karjatamine on kõrgelt hinnatud põllumajanduse keskkonnatoetuse kavades ning sellise tegevuse eest on määratud ka toetused (Kleijn *et al*, 2006).

On uuritud ka niitmise mõju liblikatele ja on selgunud, et mõju ei ole alati ühesuunaline: Saarinen & Jantunen (2005) leidsid, et niitmine ei tekita samasuguseid elupaigamosaiike kui karjatamine, see võib osutuda oluliseks koosluste või haruldaste selgrootute säilitamisel. Samas on viited kirjandusele (Dolek & Geyer 1997; Saarinen & Jantunen 2005), kus on leitud, et traditsiooniline karjatamine ja heina niitmine on mõlemad kasulikud meetodid liblikatele ning need on omavahel asendatavad: niitmise lõpetamise saab kompenseerida madala intensiivsusega karjatamisega (vähemalt paljude liikide puhul). Niitmine on üldiselt tulusam ja kergemini kasutatav majandamisviis (võrreldes karjatamisega) pikema aja jooksul. Siiski, niitmisel on kõrgem selgrootute suremus ning väiksem arvukus (Török *et al*, 2011). Karjatamine ei ole otseselt selgrootutele nii kahjulik (Humbert *et al*, 2009).

1.2 Karjatamise kaudne mõju liblikatele

Karjatamine on kõige tavalisem rohumaade kasutamise viis ning tihti eelistavad looduskaitstjad just sellist majandamisviisi (Morris, 2000). Kuigi ka teiste majandamisviisidega on võimalik taimestikku madalamaks muuta, on karjatamisel lisaks veel teisigi mõjusid. Kariloomade füüsilisel kohalolekul ja liikumisel on mõjusid, mida on vähe uuritud. Kariloomade kaudne mõju avaldub näiteks läbi tallamise ja väetamise ja mõju ulatus on seotud loomade arvukusega (Morris, 2000). Rohumaade tallamine ja väetamine võivad mõjutada organismide elukooslusi. Näiteks tallamisel on nii positiivseid kui negatiivseid mõjusid (Metera *et al*, 2010). Tallamine tekitab tühimikke ning sellel on positiivne mõju nii

ühe- kui kaheaastastele taimedele (Bokdam *et al*, 2002), kuid on potentsiaalselt ohtlik ka maaspesitsevatele lindudele ning loomade urgudele (Metera *et al*, 2010).

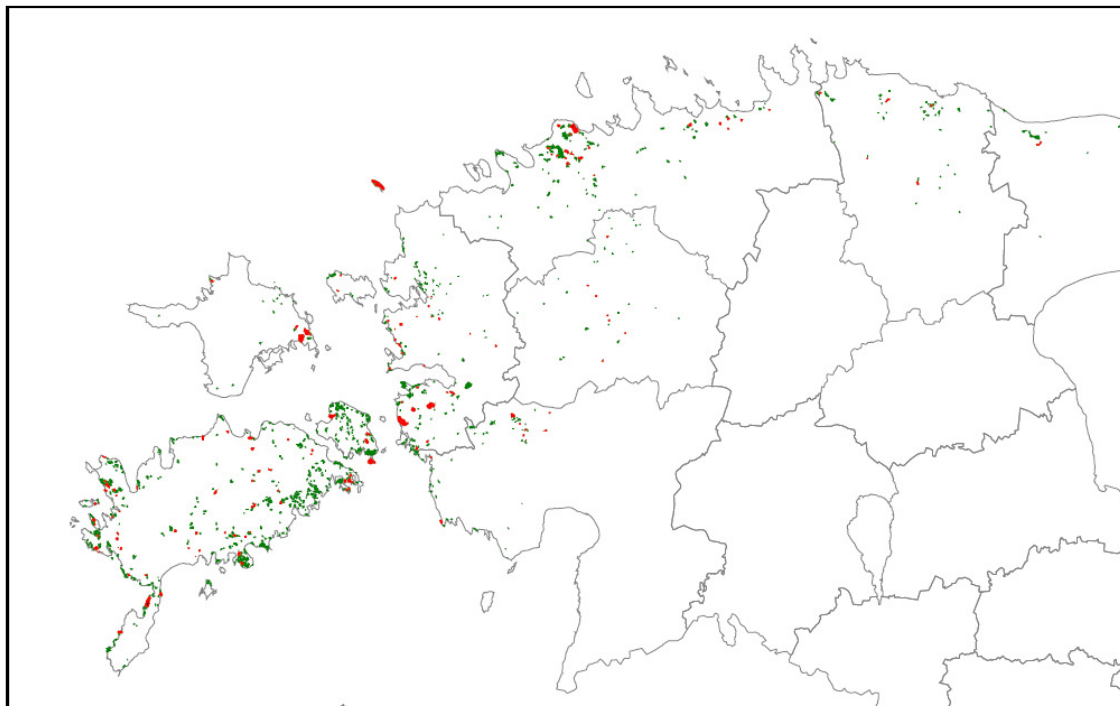
Sõnnikuhunnikutes on kõrge liigirikkus (Morris, 2000; Talvi, 2004). Loomasõnnik on väga oluline, kuna loob ning säilitab bioloogilist mitmekesisust ning pakub ka täiendavaid nišše selgrootutele (Humbert *et al*, 2009). Herbivooride väljaheidete toimivad väetisena ning väljaheidete abil toimub ka seemnete levimine (Metera *et al*, 2010). Suurte rohusööjate puhul on leitud, et karjatatavatel aladel suureneb nende putukate arv, kes on sõnnikusööjad või raibetest toitujad (van Klink *et al*, 2014).

1.3 Loopealsed

Poollooduslikud kooslused erinevad teistest põllumajandusmaastikest, kuna nende kujunemine ja püsimine on seotud inimtegevusega juba sajandeid. Olulisteks teguriteks on olnud traditsiooniline karjatamine ja niitmine, aga ka põletamine (Laasimer, 1965; Dolek & Geyer, 2002; Wallis De Vries *et al*, 2002; Sjödin *et al*, 2008; van Noordwijk *et al*, 2012). Euroopa maastikus on sellised alad kõige liigirikkamad ja suure bioloogilise mitmekesisusega elupaigad (van Swaay, 2002; Sjödin *et al*, 2008), eriti just taimede ja putukate poolest (Stevens *et al*, 2004).

Loopealsed ehk alvarid on õhukese lubjarikka mullaga poollooduslikud rohumaad, kus mullakihi paksus on üldjuhul vähem kui 20 cm (Laasimer, 1965; Pärtel, 2004). Loopealsed on peamiselt sekundaarse tekkega, st tekkinud metsastunud aladele (karjatamise ning valikraie tagajärjel) kui ka vaesunud põldudele. Primaarsed loopealsed on levinud rannikul, kus mere taandudes kujuneb loopealsele iseloomulik kooslus (Pärtel, 2004).

Eestis on loopealsed levinud eelkõige Saaremaal, Muhu saarel, Hiiumaal, Läänemaal (Pärtel, 2004; Pärtel *et al*, 1999), vähesel määral veel ka Harjumaal, Ida- ja Lääne-Virumaal (Helm, 2009), Lääne-Pärnumaal ning Raplumaal (Pärtel, 2004) (Joonis 1). Lisaks eelnimetatud aladele on loopealsed levinud ka Rootsis (Ölandi ja Gotlandi saarel) (Pärtel, 2004) ning Sankt-Peterburgi lähistel (Znamenskiy *et al*, 2006).



Joonis 1. Loopealsete levik Eestis. Punasega on märgitud esinduslikumad loopealsed. (Helm, 2009)

Traditsioonilise maakasutuse muutudes lõppes paljudel loopealsetel karjatamine ning seetõttu hakkasid alad põõsaste (peamiselt kadakatete) ning puudega (peamiselt männiga) kinni kasvama (Pärtel *et al*, 1999). Võrreldes 1930. aastatega oli 1980. aastateks loopealsete pindala vähenenud üle kahe korra (43 000 ha - >16 600 ha) (Laasimer, 1965; Pärtel, 2004), ning sellest (16 600st) umbes 4000 ha halvas seisus ning kinni kasvanud (Pärtel, 2004; Helm, 2009). Pärändkoosluste Kaitse Ühingu poolt kogutud andmete põhjal (2000. a, 2001. a, 2008. a) on loopealsetest säilinud umbes 12 000 hektarit, millest esinduslikke loopealseid on 3000 hektarit (Helm, 2009).

Loopealsete kooslusi ohustavad peamiselt kinnikasvamine ja metsastumine, sobimatud hooldusvõtted (peamiselt ebapiisav niitmine ning madal karjatamiskoormus, osadel aladel ka ülekarjatamine). Probleemiks on ka loopealsete killustumine: selle tulemusel tekivad üksteisest eraldatud alad, põhjustades liigilise koosseisu muutust, populatsioonide isolatsiooni ning elurikkuse vähenemist (Helm *et al*, 2009). Helm (2009) andmetele tuginedes ei ole Saaremaa loopealsete liigirikkus veel vähenenud, kuid elupaikade sobimatuks muutumine

võib juhtuda juba lähitulevikus. Ebapiisava seire ning paiguti kättesaadava teabe ebatäpsuste tõttu ei saa hinnata taastamis- ja hooldusvõtete sobivust, ebatäpsused teabes võivad kaasa tuua väärad hooldusvõtted ning kaitseotsused (Helm, 2009; Helm *et al*, 2009; Internet 1).

Loopealsed kuuluvad Natura 2000 alade võrgustikku (Loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüp 6280). Natura 2000 eesmärgiks on kaitsta haruldaste või ohustatud taimede, lindude ning loomade kasvukohti ja elupaiku (Internet 2). Loopealsetel leidub mitmeid haruldasi taime- ja loomaliike. Pärtel (2004) andmetel on haruldastest liikidest esindatud nii soontaimi, sambraid kui samblikke. Kaitstavatest lindudest elavad loopealsetel nõmme- ning tuttlööke. Loopealsetel elavad paljud selgrootud, kes on oma levila põhjapiiril (Pärtel, 2004; Talvi, 2004). Registreeritud on 68 päevaliblikaliiki, sh tõmmupunnpea (*Erynnis tages*), tähnik-vörkliblikas, väike-vörkliblikas (*M. aurelia*), väike-pärlmuttertäpik (*Argynnis niobe*), komapunnpea (*Hesperia comma*), kes on iseloomulikud just loopealsetele (Sang *et al*, 2010). Kaitsealustest liikidest leidub loopealsetel nõmme-tähniksiniitiib (*Phengaris arion*) ning vareskaera-aasasilmik (*Coenonympha hero*) (Sang *et al*, 2010). Keskkonnaministeeriumi (2014) andmetel kuuluvad mõlemad liigid III kaitsekategooriasse (Internet 3).

Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine ja taastamine rohumaadel on oluline teema ökoloogia ja looduskaitse praktikas (Török *et al*, 2011). Loopealsed vajavad mõõdukat inimõju, et need kinni ei kasvaks. Inimõju all mõeldakse peamiselt karjatamist, kuid selle puudumisel ka niitmist ning puude-põõsaste eemaldamist (Helm, 2009). Kuna karjatamise ajastus, kestus ja intensiivsus mõjutavad suuresti selle struktuure (Morris, 2000), on vaja sobivat tegevuskava (van Noordwijk *et al*, 2012).

Eesti loopealsete rohumaade säilitamiseks soovitatakse viia põõsaste katvus 20-30% juurde ning ning alustatada karjatamisega (Pärtel *et al*, 1999), et vältida ala uuesti võsastumist (Zobel *et al*, 1996). Loopealsete taastamisel tuleb tähelepanu juhtida ka loopealsete võrgustiku säilimisele ning taasloomisele, et tagada soontaimede ning selgrootute levimine (Helm, 2003; Helm, 2009). Liigifondi säilimiseks on vajalik hooldada ning taastada nii hästi säilinud kui ka väheväärtuslikumaid alasid. Taimestiku mitmekesisusest sõltub ka putukate, lindude ning imetajate liigirikkus (Helm, 2009).

Poollooduslike koosluste tegevuskavast (Internet 1) selgub, et 2013. aastal hooldati Eestis umbes 2500 ha loopealseid, kuid sellest ei piisa, et tagada loopealsete säilimine ning sealne liigirikkus. 2020. aastaks loodetakse hooldatavate loopealsete pindala suurendada vähemalt 7770 hektarini. Selleks, et seda saavutada, on vajalik taastatud alade pidev hooldamine ning oluline on ka (era)maaomanike teadlikkuse suurendamine taastamisvõimalustest (sh erinevatest võimalikest toetuste kasutamisest) ning –vajalikkusest. Alates 2000. aastast Eesti riik toetanud loopealsete, puiskarjamaade, puis-, aru- ning soostunud niitude hooldustöid, makstes loodushoiutoetust talupidajatele (Internet 1, 2). Poollooduslike koosluste tegevuskavast (Internet 1) selgub, et aastatel 2007–2012 on poollooduslike alade hooldamiseks makstud 22,7 miljonit eurot. Natura 2000 aladel taotleti 2013. aastal poollooduslike koosluste hooldamiseks toetust 26 985 hektarile (karjatamisele 14 765 ha, niitmisele 6835 ha, karjatamisele ja niitmisele niitmiseks 5385 ha). Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse määr ühe hektari kohta on 185,98 EUR aastas (välja arvatud puisniidul, mille puhul makstakse aastas toetust 238,07 EUR/ha) (Internet 4).

Loopealsete hooldamisel on karjatamiskoormuseks soovitatud 0,2–1 loomühikut hektari kohta (Helm, 2009), kuid tuleb arvestada iga ala taimede kasvu- ja keskkonnatingimustega, et leida alale sobiv karjatamiskoormus (Helm, 2009; Pärtel, 2004). Poollooduslikel kooslustel (sh loopealsetel) on keelatud intensiivne põllumajandus, võrreldes kultuurrohumaaadega on lubatud hilisem niitmine, nendele aladele on keelatud külvata kultuurliike ning kariloomadele lisasööda andmine. Lisaks on kitsendatud väetiste ning pestitsiidide kasutamist (Internet 1) ning kuna Euroopas on keelatud talvine karjatamine (Eriksson & Rosén, 2008), võiks see olla nii ka Eestis, kuna talvine karjatamine võib kahjustada niidukamarat (Helm, 2009).

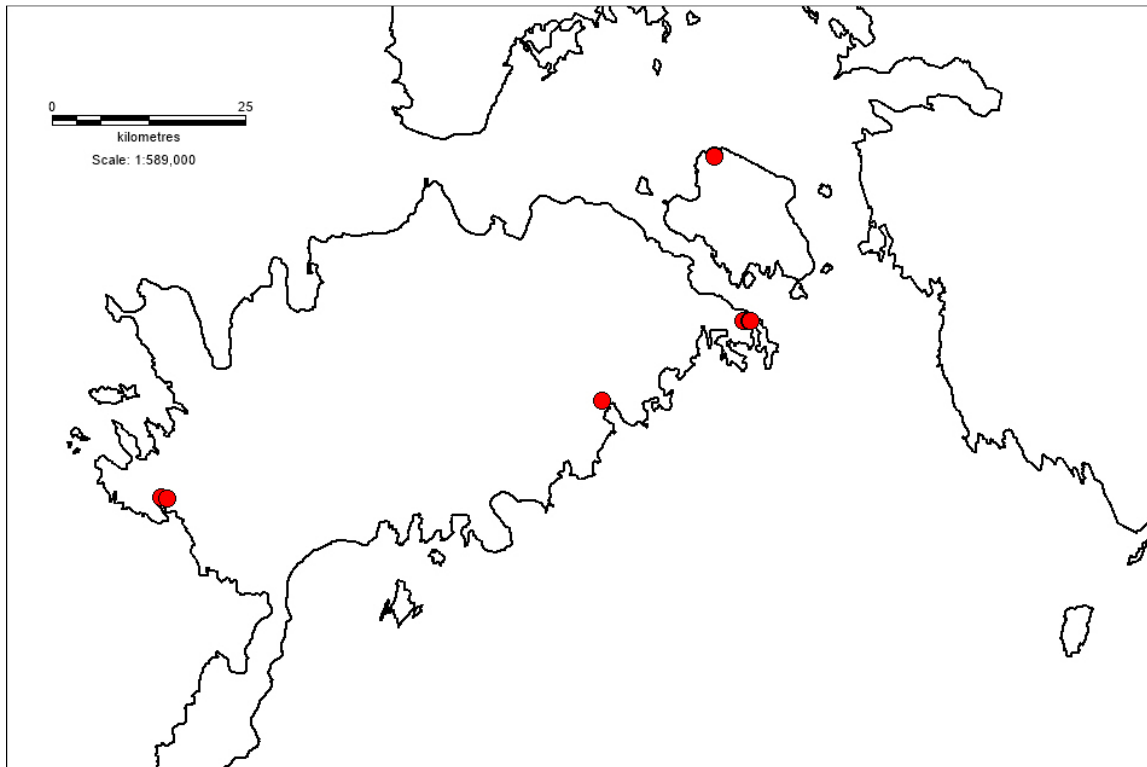
2. Materjal ja meetodid

2.1 Uurimisalad

Liblikate noorjärkude suremuse hindamiseks toimusid välitööd loopealsetel Saaremaal ja Muhu saarel Anu Tiitsaare varem välja valitud aladel juuni keskpaigas (2014) (Joonis 2). Uuritavatel aladel oli erinev karjatamiskoormus, ning varasemast tööst oli teada nii karjatamise mõju liblikate arvukustele kui ka karjatamiskoormused aastatel 2012-2013 (Tiitsaar & Talgre, 2015). Loopealsetel valiti neli paari alasid, paar moodustati erineva karjatamiskoormusega alast ning kontrollalast, kus karjatamist ei toimunud. Karjatamiskoormuse leidmiseks arvestati, et üks hobune on võrdne ühe loomühikuga (LÜ)(Internet 5) (Tabel 1). Karjatatavate alade pindalad leiti MapInfo rakenduse abil, kasutades Maa-ameti ortofotosid.

Tabel 1. Karjatatavate alade asukoht, suurus (ha), alal karjatatavate hobuste arv ja karjatamiskoormus (LÜ/ha).

Ala	Suurus (ha)	Hobuste arv	Karjatamiskoormus (LÜ/ha)
Himmiste	-	0	0
Pilguse	1,68	2	1,2
Kõrkvere 1	-	0	0
Kõrkvere 1	3,29	5	1,5
Pallasmaa	-	0	0
Pallasmaa	2,61	1	0,4
Ranna	-	0	0
Kõrkvere 2	0,11	2	18,2



Joonis 2. Välitööde alad Saaremaa ja Muhu saare loopealsetel. Joonis: A.Tiitsaar

2.2 Eksperiment

Hindamaks, kuivõrd on liblikate arvukuse, liigirikkuse ja karjatamiskoormuse negatiivsed seosed tingitud liblikate kõrgemast valmikueelsest suremusest karjatatavatel aladel, viidi läbi eksperimentaalne katse, hinnates kvantitatiivselt valmikueelset suremust.

Töö eksperimentaalses osas paigutati hobustega karjatatavatele aladele ning kontrollaladele liblikanuku imitatsioone ning ühe nädala möödudes loendati, kui palju neist sai kahjustada. Kunstmaterjalist nuku imitatsioonid valmistati meevaha baasil olevast plastiliinist (plastiliin *Weible Fantasia*). Antud plastiliin on inertne ohutu materjal, mis on mõeldud väikelastele, mistõttu ei ole kariloomadele toksiline.

Nukkude paigutamisel märgiti kõigepealt GPSi selle alguspunkt, ning seejärel paigutati kunstnukud sirge reana (edaspidi blokina) loopealsetele, et hiljem oleks lihtsam neid üles leida. Seejärel märgiti GPSi lõpp-punkt.

Blokis paigutati nukke iga kahe sammu järel: üks nukk kuivanud kõrrele, teine lehele ja kolmas maapinnale, imiteerides nii liblikaliste nukkude paigutust looduses. Nukud paigutati umbes 10-15 cm vahedega ning seejärel astuti kaks sammu edasi (Joonis 3). Ühes blokis paigutati 30 nukuimitatsiooni. Igale alale paigutati 9 blokki ning kasutati kolme erinevat värvi plastiliini (pruun, hall, roheline), et teada saada, kas värv mõjutab kunstnuku saatust. Samaaegselt nukkude paigutamisega mõõdeti iga kolmese rühma juures ka rohustu vegetatiivsete osade kõrgus. Iga ala blokkides oli kokku 90 halli, 90 rohelist ning 90 pruuni nukuimitatsiooni, kokku paigutati aladele 2160 nukuimitatsiooni. Nukud olid aladel 7 päeva, ning seejärel läbiti kõik alad samas järjekorras hoides ajavahemikku 7 päeva konstantsena. Nukkude üles korjamisel kontrolliti nende saatust ning mõõdeti uuesti heina kõrgused. Kahjustatud kunstnukud loeti „surmadeks“.



Joonis 3. Punaste ringidega on tähistatud plastiliinist kunstnukud, mis on paigutatud taime kõrrele, lehele ja maapinnale. Autori foto.

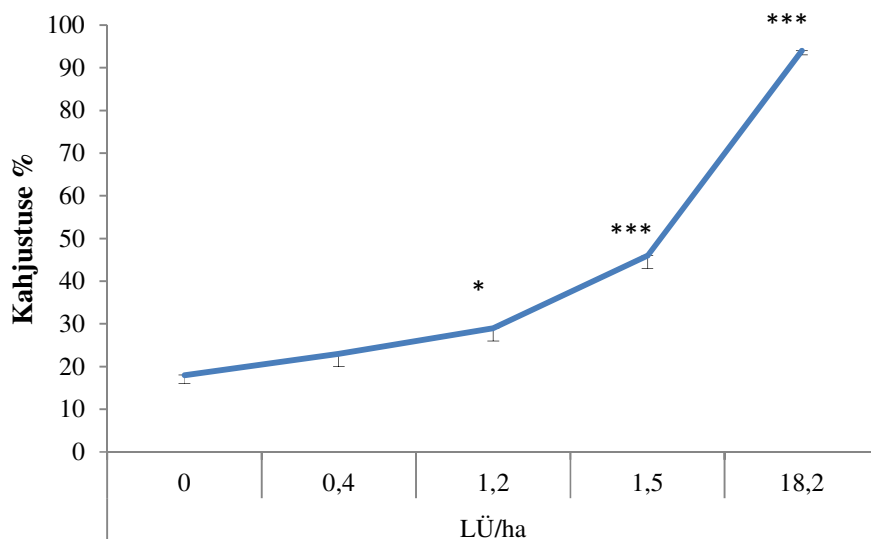
2.3 Andmeanalüüs

Selleks, et visualiseerida nukkude kahjustamise määra sõltumist karjatamiskoormusest (LÜ/ha) kasutati blokkidepõhist lähenemist. Iga bloki (30 nukku) kohta leiti kahjustuste määr. Nii muutus suremus pidevaks tunnuseks, mis võimaldas t-testi kasutades võrrelda aladevahelist suremust (1 ala = 9 blokki).

Eelmine lähenemine ei võimalda hinnata alasisest varieeruvust, mis sõltub sellest, kuskohas kariloomad viibida eelistasid. Seetõttu kasutati mudelis heina kõrguse muut, mis peaks andma hinnangu, kas loomad käisid konkreetses kohas toitumas ning võimaldas anda karjatamintensiivsuse hinnangu igale maastikule paigutatud kunstnukule eraldi. Edasi uuriti kas kunstnukkude kahjustada saamine sõltus karjatamisintensiivsusest (heina kõrguse muut), nuku asukohast ning plastiliini värvist. Selleks kasutati üldistatud lineaarset mudelit (*Generalized linear model*) ning vabadusastmete õigeks hindamiseks võeti ka ala arvesse. Kuna nuku värv ei tulnud üheski mudelis statistiliselt oluliseks, siis jäeti plastiliini värv esitatud mudelitest välja (p-väärtus mudelites $>0,18$). Statistiliste analüüside läbiviimiseks kasutati programmi Statistica 7.0. Jooniste tegemisel kasutati programmi Statistica 7.0 ning Microsoft Excel 2010.

3. Tulemused

Loopealsetele paigutati kokku 2160 nukuimitatsiooni, millest nädala möödudes tuvastati 2121 nuku asukohad (98,1%). Üksikud kadunud imitatsioonid, mille asukohta ei suudetud tuvastada jäeti edasisest andmeanalüüsist välja. Leitud nukkudest 684 olid nädala jooksul saanud kahjustada või selgelt ära söödud. Kahjustuste hulk sõltus karjatamiskoormusest ($F_{4,67}=49,14$; $p<0,001$; Joonis 4). Kui üle kõikide kontrollalade oli kahjustatud 18% plastiliinidest, siis üle kõikide karjatatud alade oli kahjustatud 49% plastiliinidest ning maksimaalsel karjatamiskoormusel oli kahjustatud juba 94% plastiliinidest (Joonis 4). Aladel, kus karjatati madala intensiivsusega (0,4 LÜ/ha) oli kahjustatud 23% nukuimitatsioonidest, mis ei erine statistiliselt oluliselt kontrollaladest (t-test; $t=-1,29$; $p=0,27$). Karjatamiskoormusel 1,5 LÜ/ha hävisid erinevate kahjustuste läbi umbes pooled nukuimitatsioonid, mis on oluliselt suurem kui kontrollaladel (t-test, $t=-8,04$; $p<0,001$) või madala intensiivsusega karjatamise korral (t-test; $t=-4,5$; $p=0,0004$).

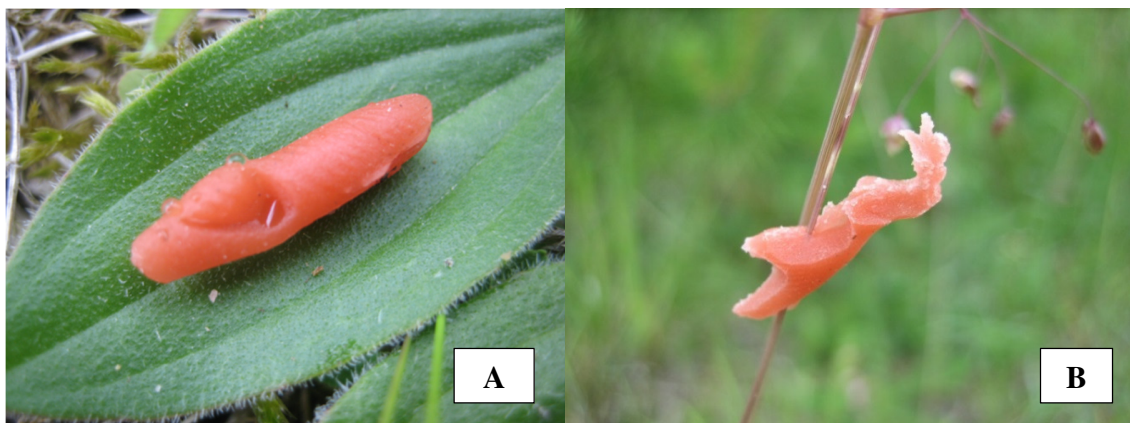


Joonis 4. Nukuimitatsioonide kahjustused sõltuvalt karjatamiskoormusest. “Vurrud” joonisel \pm standardviga. * ($p<0,05$) ja *** ($p<0,001$) tähistavad t-testide statistiliselt olulist erinevust võrreldes kontrollalaga.

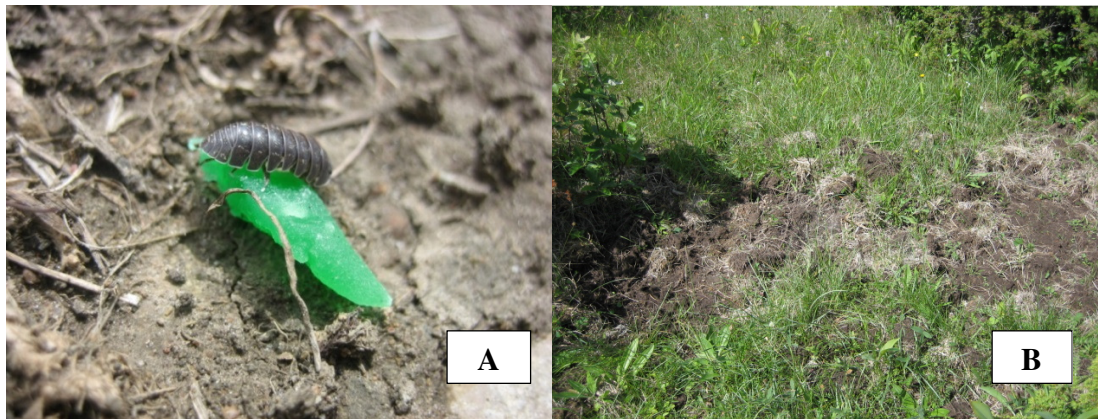
Kahjustuste põhjused olid karjatatavatel ja kontrollaladel erinevad. Karjatatavatel aladel oli suurem osa kahjustusi (490) karjatamisega seotud tallamised (Joonis 5A) ning ära söömised. Vähesel määral leiti karjatatavatel aladel ka sipelgate (42 juhtu) poolt põhjustatud kahjustusi. Kontrollaladel leidus eelkõige sipelgate (121) (Joonis 5B), aga ka lindude (10) (Joonis 6A), hiirte (6) (Joonis 6B), kakandite (5) (Joonis 7A) ning metssigade (7) (Joonis 7B) poolt põhjustatud kahjustusi. 3 nuku saatus on „muu“, kuna ei ole selge, mis/kes plastiliini võis kahjustada.



Joonis 5. A. Näide karjatatavalt alalt – tallatud nukuimitatsioon. B. Kontrollaladel leidus eelkõige sipelgate poolt põhjustatud kahjustusi. Autori fotod.



Joonis 6. A. Linnu kahjustusega nukuimitatsioon kontrollalal. B. Hiir(t)e näritud nukuimitatsioon kontrollalal. Autori fotod.

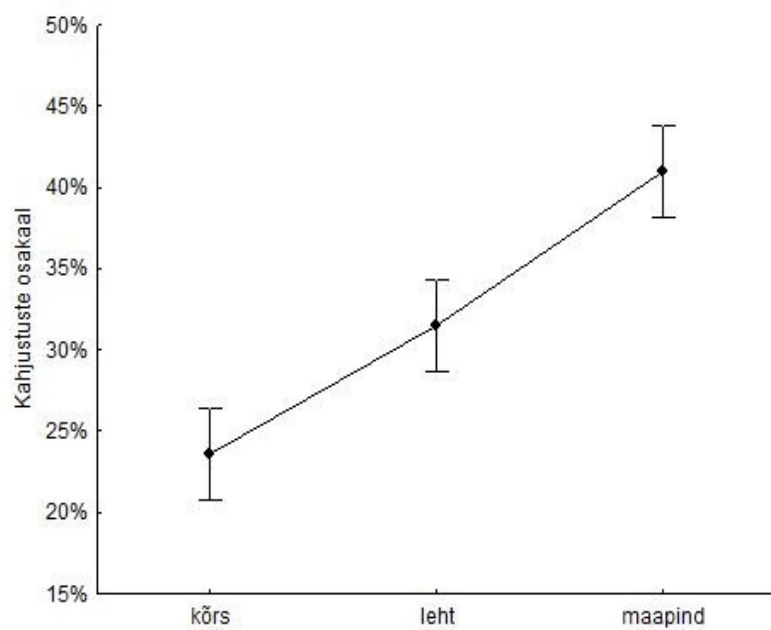


Joonis 7. A. Kakandi(te) poolt kahjustatud nukk kontrollalal. B. Metssigade poolt kahjustatud katseala. Autori fotod.

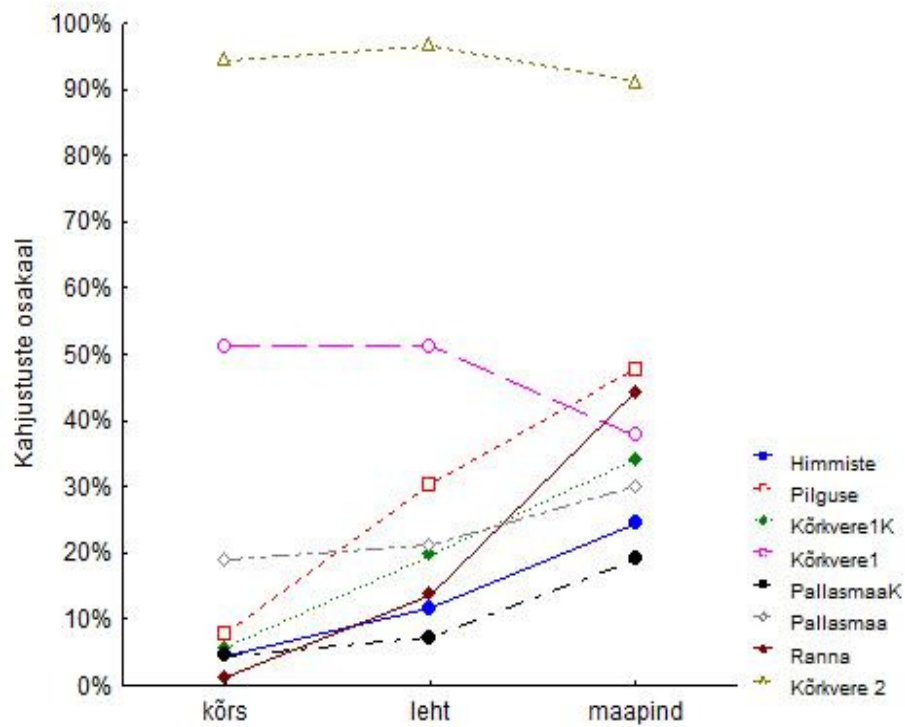
Nukuimitatsioonide kahjustuste hulk sõltus nuku paigutusest. Kõige suurem kahjustuste hulk oli maapinnal asuvatel nukkudel, seejärel lehel asuvatel nukkudel. Kõige turvalisem oli paikneda kuivanud kõrrel (Joonis 8). Seejuures sõltus kahjustuste hulk karjatamiskoormusest ning plastiliini asukoha interaktsioonist (Joonis 9). Nimelt oli kohtades kus hobused intensiivsemalt toitusid suurem proportsioon kahjustusi lehtedel ja kõrtel olevatel nukuimitatsioonidel, kuid kohtades kus hobused harvemini käisid kahjustusid enam maapinnal olevad nukuimitatsioonid (Tabel 2). Sama kehtis ka aladevahelises võrdluses kontrollalade ning karjatatavate alade vahel (Joonis 9).

Tabel 2. Nukuimitatsioonide kahjustused sõltuvalt heina kõrguse muutumisest, alast, asukohast ning kahe viimase faktori koosmõjust.

efekt	df	Wald. Stat.	p
Heina muut	1	1,5	0,2
Ala	7	321	<0,001
Asukoht	2	26,2	<0,001
Ala * asukoht	14	67,7	<0,001



Joonis 8. Nukukahjustuste hulk sõltus nuku asukohast (mudel vt Tabel 2). “Vurrud” joonisel tähistavad 95% usaldusintervalli.



Joonis 9. Kahjustuste määr sõltus alast ja kunstnuku asukohast (Wald $X^2_{(14)}=67,65$; $p<0,001$). Täidetud kujundid on kontrollalad kus karjatamist ei olnud ning tühjad kujundid karjatatavad alad. Karjatamiskoormused vt Tabel 1 lk 14.

4. Arutelu

Käesolev eksperiment näitas oodatult, et karjatamiskoormuse kasvades suurenevad nukuimitatsioonide kahjustused. Kui kontrollaladel oli nädala möödudes ~80% imitatsioonidest puutumata, siis karjatatavatel aladel varieerus see protsent 6-77 vahel. Kahjustuste põhjustest oli esikohal oodatult kariloomade tallumine ning ära söömine, seevastu kontrollaladel põhjustasid kahjustusi eelkõige sipelgad, lisaks leidis lindude, hiirte, metssigade ning kakandite kahjustusi.

Antud uuring näitas, et putukate liikumisvõimetute nukkude suremus karjatatavatel aladel sõltub karjatamiskoormusest. Aladel, kus karjatamist ei toimunud või karjatati madala intensiivsusega (0,4 LÜ/ha), oli nukuimitatsioonide kahjustus kõige madalam. Karjatamiskoormusel 1,5 LÜ/ha hävisid erinevate kahjustuste läbi umbes pooled nukuimitatsioonid. Kuna kariloomad toituvad samadest rohttaimedest kui liblikate noorjärgud, siis paratamatult söövad kariloomad ka taimedel olevaid liblikate noorjärke. Eriti ohustatud on liikumatud munad ja nukud (Bourn & Thomas, 2002), kuna röövikud saavad end karilooma lähenedes maapinnale kukutada, ning sellega vältida juhuslikku allaneelamist (Van Noordwijk *et al*, 2012, Ben-Ari & Inbar, 2013). Juhuslikud ärasöömised sagenevad karjatamiskoormuse kasvades ning see on eriti tõenäoline väheliikuvate eluetappide ajal (van Klink *et al*, 2014). Ka antud eksperiment näitas, et karjatamiskoormuse suurendes kasvas kahjustatud nukuimitatsioonide arv. Karjatamiskoormusel 18,2 LÜ/ha jäi alles alla 10% nukuimitatsioonidest.

Tasub tähele panna, et käesolevas eksperimendis kontrolliti imitatsioonide seisukorda seitsme päeva möödudes, kuid reaalse suremuse hinnangu saamiseks tuleks tulemus korrutada vähemalt kahega (kuna liblikate nukustaadium kestab 10-14, mõnel kuni 21 päeva). Näiteks loopealsetel arvukate kireslaste nukkumine kestab 2-3 nädalat (Öckinger, 2008). Teistest loopealsete iseloomulikest liikidest nukkub tähnik-võrkliblikas näiteks u kolm nädalat taimestikis (Lei & Hanski, 1997). Komapunnpea nukud on maapinna lähedal rohupuhma sees ning nukustaadium kestab u kaks nädalat (Internet 6). Vareskaera-aasasilmik nukkub maapinna lähedal (Cassel-Lundhagen *et al*, 2009). Seejuures on kireslaste nukkude paigutused sarnased siin töös kasutatutele. Näiteks sarika-verikireslane (*Zygaena diaphana* ehk *Z. minos*) nukkub madalas taimestikis või maapinnal (Naumann *et al*, 1999); väike-verikireslase (*Z.*

viciae) nukud on lehtede all, taimestiku sees varjatult (Naumann *et al*, 1999) ning suurverikireslane (*Z. filipendulae*) eelistab nukkumispaijana kuivanud kõrt, mis on muust taimestikust kõrgemal (Naumann *et al*, 1999; Menéndez *et al*, 2002; Öckinger, 2008).

Eksperiment näitas, et aladel, kus karjatamist ei toimunud oli nukuimitatsioonide kahjustus kõige madalam. Selle põhjal võib oletada, et majandamata aladel leitud kõrgem päevaliblikate arvukus tuleneb sealsest madalamast suremusest. Ka kirjanduses on andmeid selle kohta, et aladel, kus karjatamist ja niitmist ei toimu, võib putukatele sobivate elupaikade arv suureneda (Skórka & Lenda, 2009). Samas on paljude uuringute tulemused just vastupidised (Jensen *et al*, 2001; Dover *et al*, 2011): nendes tuuakse välja, et majandamata aladel väheneb niitudele iseloomulik taimestik, see asendub põõsaste ja puudega ning seega kaovad ka liblikatele sobivad elupaigad.

Mitmed uuringud on näidanud, et intensiivselt karjatatavatel aladel on liblikate tihedused oluliselt madalamad kui mahajäetud hooldamata aladel (Skórka *et al*, 2007) ning on ennustatud, et just nendel aladel väheneb liikide arvukus rohkem kui mahajäetud rohumaadel (Pöyry *et al*, 2005). Ka käesolevas uuringus kasutatud loopealsetelt on teada sarnased karjatamisseoselised muutused: karjamaadel, mis olid madalmurused, puudusid liblikad peaaegu täielikult (Tiitsaar & Talgre, 2015). Käesolev eksperiment annab ühe võimaliku seletuse, miks suurema karjatamiskoormusega aladel on liblikate tihedused madalamad. Lisaks kariloomade poolt põhjustatud otsesele kahjustusele võib madalamat arvukust põhjustada ka muutuv taimestiku struktuur, kuna liblikate arvukust seostatakse nektari kättesaadavusega (Wallis De Vries *et al*, 2007). Ka Saarinen & Jantunen (2005) leidsid, et karjatavatel aladel vähenes õistaimede osakaal ja see tõi kaasa liblikate arvukuse vähenemise. Õistaimede vähenemine taimestikus võib kaasa tuua suurenenud rände, muutused toitumis- ja munemisharjumustes ning emastel võib väheneda munemise võimekus (Schultz & Dlugosch, 1999). Lisaks võivad herbivooride poolt põhjustatud sagedased häiringud tekitada olukorra, kus röövikutele sobivate toidutaimede leidmine on keeruline (Dennis *et al*, 1998; Kruess & Tschardtke, 2002a).

Uuringust selgus ka, et liblikanukkude ellujäämise protsent sõltub nuku asukohast taimel. Kõrge karjatamiskoormuse korral nuku asukoht taimel ellujäämist ei mõjuta; nende

hukkumise protsent oli ühesugune kõigi variantide puhul. Kahjustused olid tingitud sellest, et nukuimitatsioonid söödi ära koos taimedega või trambiti ära. Samas võib ühtlase hukkumise põhjuseks olla ka see, et intensiivse karjatamise korral vähenes oluliselt taimestiku kõrgus. Taimestiku kõrgusega on seotud ka kisklusrisk. Näiteks linnud võivad madala taimestiku või palja maa peal kergemini putukaid kätte saada (Belovsky *et al*, 2011). Seega kõrge taimestik võib lülijalgseid kiskluse eest kaitsta (van Klink *et al*, 2014). Madala karjatamiskoormuse korral oli kõrrel asuvate liblikanukkude hukkumise protsent kõige väiksem. Samas van Noordwijk *et al* (2012) leidsid, et madala ja intensiivse karjatamiskoormuse juures olid kahjustused (trappimine/allaneelamine) nendel aladel sarnased.

Kõige vähem kahjustati kõrtel asuvaid tehisnukke, seejärel lehel asuvaid. Kõige suurem kahjustus oli maapinnal olevatel nukkudel. Selle põhjuseks võib olla asjaolu, et kontrollaladel oli suremus põhjustatud peamiselt looduslike vaenlaste poolt – eriti sipelgate poolt, kes nukke leidsid ning sõid, karjatatavatel aladel aga hobused, kes tallasid või sõid nukud ära. Ühel kontrollalal käidi ratsutamas, ning sellest tulenes kontrollalal üksikute tehisnukkude tallamine. van Klink *et al* (2014) uuring kinnitab, et suured rohusööjad võivad lülijalgsete mitmekesisust otseselt mõjutada, põhjustades kaasnevat suremust läbi heina söömise ning tallamise. Ka mitmes teises uuringus (Bonte & Maes, 2008; Woodcock & Pywell, 2009) on viidatud sellele, et herbivooride tallamine mõjutab enamasti negatiivselt lülijalgsete populatsioonide suurust ning mitmekesisust. Kuid alati ei ole selge, kas need mõjud lülijalgsetele tulenesid otseselt tallamisest või kaudselt (muutused mullastikus, taimestikus).

4.1 Majandamise soovitused

Praegusel ajal on loopealsed üsna halvas seisus ning kinni kasvamas, kuid liblikad kasutavad neid veel edukalt nii elupaikade kui ka levimiskoridoridena (Sang *et al*, 2010). Loopealsete liigirikkuse säilitamisel on karjatamine väga oluline, kuna karjatamiseta kasvavad loopealsed kinni (Willems, 2001). Kuna traditsiooniliselt majandatud poollooduslike rohumaade pindala on oluliselt vähenenud kogu Euroopas, siis võib ennustada, et intensiivselt karjatatavatel aladel väheneb liikide arvukus rohkem kui mahajäetud rohumaadel (Pöyry *et al*, 2005). Praegune Ühise Euroopa põllumajanduspoliitika, ÜPP (*the European Union Common*

Agricultural Policy, CAP) määrused soosivad intensiivset karjatamist allesjäänud poollooduslikel rohumaadel (Kleijn & Sutherland 2003; Kleijn *et al*, 2006).

Põllumajandusministeeriumi (2015) andmetel (Internet 7) on Eestis probleemiks pigem alakarjatamine, vaid mõnedes piirkondades toimub ülekarjatamine. Karjatamise mõju hindamiseks korraldatud uurimistöö tulemused näitasid, et madal kuni mõõdkas karjatamine ei mõjutanud liblikanukkude arvukust nii suurel määral kui intensiivne karjatamine. Kirjanduse põhjal võib väita, et kõige optimaalseks lahenduseks oleks tasakaal majadamise positiivsete ja negatiivsete mõjude vahel selleks, et ühendada erinevate organismide vajadused (Wallis De Vries *et al*, 2002) ning eluetapid poollooduslike rohumaade säilitamisel (van Noordwijk *et al*, 2012).

Kindlasti tuleb silmas pidada seda, et karjatamise mõju sõltub suurel määral selle ajastusest ning liikide fenoloogiast (van Noordwijk *et al*, 2012). Samas on oluline järgida traditsioonilist majandamist, nii niitmise kui karjatamise puhul on vajalik kohandada see kohaliku loomastiku ja taimestikuga (Saarinen & Jantunen, 2005). Meie uuringust järeldub, et ekstensiivne karjatamine on sobivaim viis loopealsete hoolduseks, tagades liblikatele vajalikud tingimused varase arengutsükli läbimiseks. See on põhjendatav sellega, et madalal koormusel karjatamine aitab taimede kõrgust kontrolli all hoida ja samas säilib päevaliblikatele sobiv taimestik. Metera *et al* (2010) leidsid samuti, et karjatamise tulemusel peaksid tekkima taimestiku nišid, kus putukad saaksid läbida oma arengutsükli.

Alvarite hooldamiseks on soovitatud 0,2-1 loomühikut hektari kohta (Helm, 2009). Antud uurimistöö põhjal saab väita, et karjatamiskoormus 0,2-0,5 loomühikut on sobiv, et hoida karjatamisest põhjustatud suremust liblikate noorjarkude hulgas võimalikult madalal. Karjatamise negatiivsete mõjude tasakaalustamiseks võib kasutada karjatamisvaba vaheaastat. Sel juhul karjatatakse ala suurima võimaliku koormusega madalmuruseks, ning seejärel jäetakse üks kuni kolm karjatamisvaba vaheaastat. Sarnaselt varasemale soovitusel (Tiitsaar ja Talgre, 2015), soovitab autor ka siin, et karjatamiste vahele on vajalik jätta vähemalt üks täisaasta, et kõik liblikaliigid saaksid segamatult läbida vähemalt ühe elutsükli. Samuti saavad vaheaastatel nendele aladele elama asuda naaberaladelt saabunud liblikad. Lähestikku paiknevate alade vaheaastad ei tohiks omavahel kattuda. Seejuures on oluline, et

maaomanikele makstakse toetusi ka vaheaastatel, et kompenseerida maaomanikule saamata jäänud tulu. Ka Söderström *et al* (2001), Kruess & Tschardtke (2002b), Ellis (2003) on oma töödes näidanud, et liblikate arvukuse tõus on seotud karjatamisintensiivsuse vähendamisega. Samas Wallis De Vries *et al* (2007), Bourn & Thomas (2002), Dennis *et al* (2004) tulid järeldusele, et karjatamiskoormuse vähendamine võib kahjustada liike, kes on seotud madala heina, lagedate laikude või sõnnikuhunnikutega. Nende seas on liike, kes on kõrge looduskaitse prioriteediga Euroopa parasvöötmes ja nad sõltuvad peamiselt soojadest mikrokliimatilistest tingimustest, mida leidub avatud taimestikuga ning madala tootlikkusega aladelt. Seega on tõenäoliselt vaja edaspidiseid uuringuid erinevate liblikaliikidega, et täpsustada saadud tulemust.

Asjaolu, et antud uurimustöös kasutati loopealsete karjatamiseks hobuseid, lubab oletada, et teiste loomaliikidega võinuks tulemused olla erinevad saadud tulemustest. Nimelt on mitmed uurimistulemused näidanud (Pöyry *et al*, 2004; Helm, 2009; van Noordwijk *et al*, 2012), et karjatada tuleks vahelduvalt erinevate kariloomadega ning karjatamiskoormusega, kuna erinevad loomad eelistavad eri toidutaimi. Mõnedes töödes (Pykälä, 2000; Pykälä, 2003) peetakse rohumaade bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel kõige sobivamaks veistega karjatamist, kuna veised on vähemvalivad võrreldes hobustega.

Kokkuvõte

Loopealsed on ühed kõige liigirikkamad alad Eestis. Nende säilimine sõltub otseselt inimtegevusest, kuna hooldamata alad võsastuvad ning kasvavad järk-järgult kinni. Seega kaob ka sealne liigirikkus. Lisks karjatamise puudumisele ohustab neid alasid ka põllumajanduse intensiivistumine ning selle kaasnähtusena ülekarjatamine, millega kaasneb kariloomade poolt eelistatud taimede ärasöömine, niidukamara tallamine ning koosluse ülemäärane väetamine. Antud töö eesmärgiks oli välja selgitada, kuidas mõjutab karjatamine liblika liikumatute noorjärke suremust ning anda saadud tulemuste põhjal soovitusi, kuidas tagada liblikaliste kõrge arvukus ka tulevikus.

Uurimistöö viidi läbi Saaremaal ja Muhu saarel, kus võrreldi nelja erineva karjatamiskoormusega alasid kontrollaladega, kus karjatamist ei toimunud. Katsealadele paigutati liblikanuku imitatsioonid ning ühe nädala möödudes registreeriti nende kahjustused.

Tulemustest selgus, et mida suurem on karjatamiskoormus, seda suuremad olid ka nukuimitatsioonide kahjustused. Lisaks karjatamiskoormusele on oluline ka nukkumispaiik, kuna sellest sõltus otseselt nende suremuse hulk. Madala karjatamiskoormuse juures kahjustati kõige vähem kõrtel asuvaid tehisnukke, seejärel lehel asuvaid. Kõige suurem kahjustus oli maapinnal asuvatel nukkudel. Kõrge karjatamiskoormuse korral nuku asukoht taimel liblikavastsete ellujäämist ei mõjutanud.

Praegusel ajal kasutavad liblikad loopealseid veel edukalt nii elupaikade kui ka levimiskoridoridena. Käesoleva töö tulemustest järeldub, et karjatamiskoormus 0,2-0,5 loomühikut on sobiv selleks, et hoida karjatamisest põhjustatud suremust liblikate noorjärke hulgas optimaalsel tasemel.

Summary

The effect of grazing on the mortality rate of pre-adult forms of insects

The alvars are the areas with highest biological diversity in Estonia. Their preservation is dependent on the human activity, because the unmanaged areas tend to overgrow with fast growing woodland species. Therefore the richness of species will be decreased. Without grazing the areas are also threatened by the intensification of the agricultural activity and overgrazing, which causes the eating of the preferred species, trampling of the turf and overfertilization. The objective of the present study was to investigate the effect of the grazing on the mortality of the immobile young forms of *Lepidoptera* species and to give advice on how to secure high number of Lepidopterous species in the future.

The study was carried out on the islands of Saaremaa and Muhu, where areas with various grazing loads were compared with control areas without grazing. The imitations of lepidoptera pupa were placed on the study areas and the their injuries were registered after one week.

Based on the results it was concluded that the higher grazing load caused more damage to the imitations of the pupa. In addition to the grazing load also the location of puparium is important. On the areas with low grazing load the lowest number of pupa imitations were damaged on the straws, followed by the ones on the leaves. The highest damage rate was observed on the pupa that were placed on the ground. In case of high grazing load the placement of the pupa imitation had no effect on the survival of the pupa.

At present the *Lepidoptera* species are using alvars successfully for habitat as well as for spreading corridors. According to the results of present study it was concluded that grazing load of 0,2-0,5 livestock units is suitable for keeping the mortality rate of young life forms of *Lepidoptera* at optimum levels.

Tänuavaldused

Olen väga tänulik oma juhendajale Anu Tiitsaarele väärtuslike soovitude ja toetava suhtumise eest. Tänan Toomas Tammaru kasulike nõuannete eest.

Uuringut on programmi KESTA (3.2.0802.11-0043) kaudu toetatud Euroopa regionaalarengu fondist.

Kasutatud kirjandus

- Ausden, M., Hall, M., Pearson, P., & Strudwick, T. (2005). The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation*, 122(2), 317-326.
- Balmer, O., & Erhardt, A. (2000). Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology*, 14(3), 746-757.
- Belovsky, G. E., Laws, A. N., & Slade, J. B. (2011). Prey change behaviour with predation threat, but demographic effects vary with prey density: experiments with grasshoppers and birds. *Ecology letters*, 14(4), 335-340.
- Belsky, A. J., & Blumenthal, D. M. (1997). Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the Interior West. *Conservation Biology*, 11(2), 315-327.
- Ben-Ari, M., & Inbar, M. (2013). When herbivores eat predators: predatory insects effectively avoid incidental ingestion by mammalian herbivores. *PloS one*, 8(2), 1-7
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.
- Berg, G., Esselink, P., Groeneweg, M., & Kiehl, K. (1997). Micropatterns in *Festuca rubra*-dominated salt-marsh vegetation induced by sheep grazing. *Plant Ecology*, 132(1), 1-14.
- Bestelmeyer, B. T., & Wiens, J. A. (2001). Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: the consequences of grazing vs. natural heterogeneity. *Ecological Applications*, 11(4), 1123-1140.
- Bokdam, J., van Braeckel, A., Werpachowski, C., & Znaniecka, M. (2002). Grazing as a conservation management tool in peatland. In *Report of a Workshop held*, pp 22-26.
- Bonal, R., & Muñoz, A. (2007). Multi-trophic effects of ungulate intraguild predation on acorn weevils. *Oecologia*, 152(3), 533-540.
- Bonte, D., & Maes, D. (2008). Trampling affects the distribution of specialised coastal dune arthropods. *Basic and Applied Ecology*, 9(6), 726-734.
- Bourn, N. A., & Thomas, J. A. (2002). The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. *Biological Conservation*, 104(3), 285-292.
- Carvell, C. (2002). Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, 103(1), 33-49.

- Cassel-Lundhagen, A., Tammaru, T., Windig, J. J., Ryrholm, N., & Nylin, S. (2009). Are peripheral populations special? Congruent patterns in two butterfly species. *Ecography*, 32(4), 591-600.
- Dennis, P., Doering, J., Stockan, J. A., Jones, J. R., Rees, M. E., Vale, J. E., & Sibbald, A. R. (2004). Consequences for biodiversity of reducing inputs to upland temperate pastures: effects on beetles (Coleoptera) of cessation of nitrogen fertilizer application and reductions in stocking rates of sheep. *Grass and Forage Science*, 59(2), 121-135.
- Dennis, P., Young, M. R., & Gordon, I. J. (1998). Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology*, 23(3), 253-264.
- Dolek, M., & Geyer, A. (1997). Influence of management on butterflies of rare grassland ecosystems in Germany. *Journal of Insect Conservation*, 1(2), 125-130.
- Dolek, M., & Geyer, A. (2002). Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. *Biological Conservation*, 104(3), 351-360.
- Dostálek, J., & Frantík, T. (2008). Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and conservation*, 17(6), 1439-1454.
- Dover, J. W., Spencer, S., Collins, S., Hadjigeorgiou, I., & Rescia, A. (2011). Grassland butterflies and low intensity farming in Europe. *Journal of Insect Conservation*, 15(1-2), 129-137.
- Ellis, S. (2003). Habitat quality and management for the northern brown argus butterfly *Aricia artaxerxes* (Lepidoptera: Lycaenidae) in North East England. *Biological Conservation*, 113(2), 285-294.
- Eriksson, M. & Rosén, E. (2008). Management of Natura 2000 habitats. *Nordic alvar and precambrian calcareous flatrocks 6280. Technical report 16/24. 39 lk.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(01), 117-142.
- Hayes, G. F., & Holl, K. D. (2003). Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grasslands in California. *Conservation Biology*, 17(6), 1694-1702.
- Helm, A. (2003). Saaremaa ja Muhu lookoosluste ajalis-ruumiline dünaamika. *Magistritöö*. Tartu Ülikool Botaanika ja Ökoloogia Instituut, 55 lk.

- Helm, A. (2009). Eesti loopealsed ja kadastikud. Juhend koosluste hooldamiseks ja taastamiseks. Tartu Ülikool, Pärandkoosluste Kaitse Ühing, 29 lk.
- Helm, A., Oja, T., Saar, L., Takkis, K., Talve, T., & Pärtel, M. (2009). Human influence lowers plant genetic diversity in communities with extinction debt. *Journal of ecology*, 97(6), 1329-1336.
- Hofmann, T. A., & Mason, C. F. (2006). Importance of management on the distribution and abundance of Staphylinidae (Insecta: Coleoptera) on coastal grazing marshes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 114(2), 397-406.
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., & Walter, T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, ecosystems & environment*, 130(1), 1-8.
- Jensen, C., Vorren, K. D., Eilertsen, S. M., & Samuelsen, R. (2001). Successionary stages of formerly cultivated grassland in northern Norway, abandoned for 10, 20 and 35 years. *Nordic journal of botany*, 21(3), 305-320.
- Joern, A. (2005). Disturbance by fire frequency and bison grazing modulate grasshopper assemblages in tallgrass prairie. *Ecology*, 86(4), 861-873.
- Jutila, H. M. (1997). Vascular plant species richness in grazed and ungrazed coastal meadows, SW Finland. In *Annales Botanici Fennici*, 245-263.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., Esteban, J. D., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Verhulst, J., West, T. M., & Yela, J. L. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters*, 9(3), 243-254.
- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of applied ecology*, 40(6), 947-969.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., & Siriwardena, G. M. (1999). The second silent spring?. *Nature*, 400(6745), 611-612.
- Kruess, A., & Tschamntke, T. (2002a). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological conservation*, 106(3), 293-302.
- Kruess, A., & Tschamntke, T. (2002b). Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16(6), 1570-1580.
- Laasimer, L. 1965. *Eesti NSV taimkate*. Valgus, Tallin, 292-303.

- Lei, G. C., & Hanski, I. (1997). Metapopulation structure of *Cotesia melitaeorum*, a specialist parasitoid of the butterfly *Melitaea cinxia*. *Oikos*, 91-100.
- Loucougaray, G., Bonis, A., & Bouzille, J. B. (2004). Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation*, 116(1), 59-71.
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J.G., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental management*, 59(1), 47-69.
- Menéndez, R., Gutiérrez, D., & Thomas, C. D. (2002). Migration and Allee effects in the six-spot burnet moth *Zygaena filipendulae*. *Ecological Entomology*, 27(3), 317-325.
- Metera, E., Sakowski, T., Słoniewski, K., & Romanowicz, B. (2010). Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland-a review. *Animal Science Papers and Reports*, 28(4), 315-334.
- Morris, M. G. (2000). The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological conservation*, 95(2), 129-142.
- Naumann, C. M., Tarmann, G. M., & Tremewan, W. G. (1999). *The Western Palaearctic Zygaenidae (Lepidoptera)*. Apollo books. 304 lk.
- Nilsson, S. G., Franzén, M., & Petterson, L. B. (2013). Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden. *Nat Conserv*, 6, 31-48.
- Oates, M. R. 1995. Butterfly conservation within the management of grassland habitats. *Ecology and Conservation of Butterflies in Britain*, 98-112.
- Olf, H., & Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology & evolution*, 13(7), 261-265.
- Ostermann, O. P. (1998). The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of applied ecology*, 35(6), 968-973.
- Peco, B., Sánchez, A. M., & Azcárate, F. M. (2006). Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, ecosystems & environment*, 113(1), 284-294.
- Plieninger, T., Höchtl, F., & Spek, T. (2006). Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental science & policy*, 9(4), 317-321.

- Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361-376.
- Pärtel, M. (2004). Loopealsed. Kukk, T. (toim.) *Pärandkooslused*. Õpik-käsiraamat. Tartu, 178-190.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., & Rosén, E. (1999). Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. *Journal of Vegetation Science*, 10(4), 561-570.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., & Kuussaari, M. (2004). Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications*, 14(6), 1656-1670.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., & Kuussaari, M. (2005). Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 122(3), 465-478.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K., & Kuussaari, M. (2006). Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos*, 115(3), 401-412.
- Pykälä, J. (2000). Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conservation Biology*, 14(3), 705-712.
- Pykälä, J. (2003). Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity & Conservation*, 12(11), 2211-2226.
- Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M. F., Parente, G., & Mills, J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures—a review. *Biological conservation*, 119(2), 137-150.
- Saarinen, K., & Jantunen, J. (2005). Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures. *Biodiversity & Conservation*, 14(13), 3201-3213.
- Sang, A., Teder, T., Helm, A., & Pärtel, M. (2010). Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. *Biological Conservation*, 143(6), 1405-1413.
- Schultz, C. B., & Dlugosch, K. M. (1999). Nectar and hostplant scarcity limit populations of an endangered Oregon butterfly. *Oecologia*, 119(2), 231-238.

- Sjödin, N. E., Bengtsson, J., & Ekbom, B. (2008). The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 763-772.
- Skórka, P., & Lenda, M. (2009). Abandoned fields as refuges for butterflies in the agricultural landscapes of Eastern Europe. In: Harris, E.L., Harris, E.L., Davies, N.E., Davies, N. E. (Eds.), *Insect Habitats: Characteristics, Diversity and Management*. Nova Science Publishers, New York, 83-103.
- Skórka, P., Settele, J., & Woyciechowski, M. (2007). Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. *Agriculture, ecosystems & environment*, 121(4), 319-324.
- Steffan-Dewenter, I., & Leschke, K. (2003). Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity & Conservation*, 12(9), 1953-1968.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., & Gowing, D. J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303(5665), 1876-1879.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., Van Doorn, A., De Snoo, G. R., Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management*, 91(1), 22-46.
- Söderström, B. O., Svensson, B., Vessby, K., & Glimskär, A. (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity & Conservation*, 10(11), 1839-1863.
- Znamenskiy, S., Helm, A., & Pärtel, M. (2006). Threatened alvar grasslands in NW Russia and their relationship to alvars in Estonia. *Biodiversity & Conservation*, 15(5), 1797-1809.
- Zobel, M., Suurkask, M., Rosén, E., & Pärtel, M. (1996). The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science*, 7(2), 203-210.
- Talvi, T. (2004). Putukad pärandkooslusel. Kukk, T. (toim.) *Pärandkooslused*. Õpik-käsiraamat. Tartu, 149–162.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J., & Hovestadt, T. (2011). Evidence based conservation of butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 15(1-2), 241-258.
- Tiitsaar, A., & Talgre, I. (2015). Päevaliblikad vajavad mõõdukalt majandatud loopealseid. *Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund*. Tartu Ülikool, 7-14.

- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., & Tóthmérész, B. (2014). Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PloS one*, 9(5), 1-8.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S., & Tóthmérész, B. (2011). Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation*, 20(11), 2311-2332.
- van Klink, R., van der Plas, F., van Noordwijk, C. G. E., WallisDeVries, M. F., & Olff, H. (2014). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 1-20.
- van Noordwijk, C. G. E., Flierman, D. E., Remke, E., WallisDeVries, M. F., & Berg, M. P. (2012). Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 16(6), 909-920.
- van Swaay, C. (2002). The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, 104(3), 315-318.
- van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Lopez Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., & Wynhof, I. (2010). European red list of butterflies. *Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*. 48 lk.
- van Swaay, C., & Warren, M. (2006). Prime Butterfly Areas of Europe: An Initial Selection of Priority Sites for Conservation. *Journal of Insect Conservation*, 10(1), 5-11.
- van Swaay, C., Warren, M., & Loïs, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 10(2), 189-209.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647-664.
- Völkl, W., Zwölfer, H., Romstöck-Völkl, M., & Schmelzer, C. (1993). Habitat management in calcareous grasslands: effects on the insect community developing in flower heads of *Cynarea*. *Journal of Applied Ecology*, 30, 307-315.
- Wallis De Vries, M. F., & Daleboudt, C. (1994). Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia*, 100(1-2), 98-106.
- Wallis De Vries, M. F., Parkinson, A. E., Dulphy, J. P., Sayer, M., & Diana, E. (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in

- grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*, 62(2), 185-197.
- Wallis De Vries, M. F., Poschlod, P., & Willems, J. H. (2002). Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*, 104(3), 265-273.
- Wallis De Vries, M. F., & Raemakers, I. (2001). Does extensive grazing benefit butterflies in coastal dunes?. *Restoration Ecology*, 9(2), 179-188.
- Willems, J. H. (2001). Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restoration Ecology*, 9(2), 147-154.
- Woodcock, B. A., & Pywell, R. F. (2009). Effects of vegetation structure and floristic diversity on detritivore, herbivore and predatory invertebrates within calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 81-95.
- Öckinger, E. (2008). Distribution of burnet moths (*Zygaena* spp.) in relation to larval and adult resources on two spatial scales. *Insect Conservation and Diversity*, 1(1), 48-54.
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., & Smith, H. G. (2006). The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation*, 128(4), 564-573.

Internetiallikad

- Internet 1. Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014-2020. 21 lk. Kättesaadav: www.keskkonnaamet.ee/public/PLK/PLK_tegevuskava130913.odt (vaadatud 20.03.2015)
- Internet 2. <http://www.natura2000.envir.ee> (vaadatud 14.04.2015)
- Internet 3. Keskkonnaministeerium 2014. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. Määrus. Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072014022> (vaadatud 14.04.2015).
- Internet 4. www.pria.ee (vaadatud 19.04.2105)
- Internet 5. https://www.riigiteataja.ee/akt/lisa/1250/2201/3005/PM_m12_lisa3.pdf (vaadatud 6.05.2015).

Internet 6. <http://www.ukbutterflies.co.uk/species.php?species=comma> (vaadatud 20.05.2015)

Internet 7. Põllumajandusministeerium 2015. Eesti maaelu arengukava 2014-2020. Kättesaadav: <http://agri.ee/et/eesmargid-tegevused/eesti-maaelu-arengukava-mak-2014-2020> (vaadatud 23.03.2015).

Lihthitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Ingrid Talgre,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihthitsentsi) enda loodud teose „Karjatamise mõju putukate valmikueelsele suremusele“,

mille juhendaja on Anu Tiitsaar,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihthitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **25.05.2015**